

Floating Bead Filter에 의한 순환여과식 양식장의 부유고형물 제거와 질산화

김병진* · 김성구** · 서근학†

*부산바이오기업지원센터, 부경대학교 **생물공학과, 화학공학과

Removal of Suspended Solids and Nitrification by Floating Bead Filter in Recirculating Aquaculture System

Byong Jin KIM*, Sung Koo KIM** and Kuen Hack SUH†

*Busan Bio-Industry Support Center, Busan Technopark, Busan 608-737, Korea

**Department of Biotechnology and Bioengineering, Pukyong National University, Busan 608-737, Korea

Department of Chemical Engineering, Pukyong National University, Busan 608-739, Korea

The floating bead filter was tested for treatment of aquacultural water in a pilot-scale recirculating aquaculture system. Performance of floating bead filter on the removal of total suspended solids (TSS) and the treatment of nitrogen source such as total ammonia nitrogen (TAN), nitrite nitrogen and nitrate nitrogen were evaluated. The system was stocked with Nile tilapia at an initial rearing densities of 5% and 7% over 30 days. The average TSS removal rates were 43.0 g/m²·day and 39.5 g/m²·day for rearing density of 5% and 7%, respectively. As rearing density increased from 5% to 7%, the TAN removal efficiency decreased from 22.0% to 17.7%. At the rearing densities of 5% and 7%, the average TAN removal rates and removal efficiencies were 38.8 g/m²·day, 15.6% and 37.8 g/m²·day, 17.7%, respectively. The average TAN removal rate was 37.8-38.8 g/m³·day. The oxygen consumption by floating bead filter was higher than theoretical oxygen consumption rate by nitrification.

Key word: Floating bead filter, Recirculating aquaculture system, Nile tilapia, Suspended solids, Ammonia

서 론

순환여과식 양식장에서 발생하는 오염물은 사료, 약품 등의 공급과 폐사한 어류의 부패 등의 경로에 의해 발생하며 이를 지속적으로 제거하지 못할 경우 시스템 내에 축적되어 어류의 생장에 지장을 초래함은 물론 대량 폐사를 유발하기도 한다 (Simon and Bergheim, 2000).

양식장에서 발생하는 오염물 중 가장 큰 영향을 미치는 것은 사료의 공급에 의한 경로에 의해 발생하는 것으로 미접취 사료와 대사 작용 중 소화하지 못한 영양분, 어분, 노 등에 의해 수질이 오염된다. 사료의 공급에 의해 발생하는 오염물질중 어류의 생장에 가장 큰 영향을 미치는 오염물은 사료 섭취 후 발생하는 어분과 미접취 사료에 의해 발생하는 고형물과 어류의 대사작용과 미접취 사료 중 단백질 성분의 분해에 의해 발생하는 암모니아이다 (Timmons, 1994).

양식장에서 발생하는 오염물의 가장 큰 특징은 이와 같이 고형물질과 암모니아와 같은 용존물질이 모두 포함되어 있다는 것이다. 이에 따라 오염물질의 제거를 위한 수처리 장치도 고형물질과 용존 물질을 개별적으로 제거하기 위해 설치·운전되고 있다. 고형물질의 제거는 침전조, 스크린, 모뎀분리와 같은 물리적 처리법에 의해 수행되며 용존물질의 제거는 침지여상 반응기, 회전원판 반응기와 같은 생물

학적 처리장치에 의해 수행된다 (Wheaton et al., 1977). 서로 다른 제거기작을 가지는 오염물의 제거를 위해 각각의 수처리 장치를 설치해야 함에 따라 장치비와 운전비가 증가되어 전체적인 경제성이 낮아진다. 따라서 고형물질과 용존 물질을 동시에 제거할 수 있는 장치를 이용하면 경제성을 향상시킬 수 있다.

입상 여재 여과기 (granular media filter)는 고형물과 용존물질을 동시에 제거할 수 있는 장치로 많이 이용되고 있다 (Malone and Beecher, 2000). 모래나 자갈, plastic bead와 같은 입상 여재를 충전한 장치에 순환수를 통과시켜 고형물을 걸러내는 장치로 20 μm 이상의 입자를 제거할 수 있으며 (Chen et al., 1994) 여재 표면에 부착된 미생물에 의해 질산화 반응이 수행되어 암모니아를 제거할 수도 있다 (Hargrove et al., 1996).

입상 여재 여과기는 모래와 자갈을 충전한 하향류식 모래여과 (downflow sand filter)와 상향류식 모래여과 (upflow sand filter), 물보다 비중이 낮은 plastic bead를 충전한 bead filter가 있다 (Chen et al., 1994).

하향류식 모래여과는 상부에서 하부로 양식장 순환수를 통과시키는 가장 광범위하게 사용되는 형태로서 clogging 현상이 심해 역세척을 자주 해야 하며 잦은 역세척으로 인한 생물막의 탈리로 인해 생물학적 처리효율이 낮은 단점이 있다.

상향류식 모래여과는 양식장 순환수를 하부에서 상부로

†Corresponding author: khsuh@mail.pknu.ac.kr

통과시키는 형태로 clogging 현상의 발생빈도를 감소시켰으나 수두손실이 크고 역세척이 용이하지 못한 단점이 있다.

입상 여재 여과기 중 floating bead filter는 직경 2-5 mm의 물보다 비중이 낮은 polyethylene bead를 이용하여 상향류로 흐르는 순환수의 고형물을 제거하는 장치로서 sand filter와 같이 입경이 작은 매질을 사용하는 고형물 제거장치에 비해 수두손실이 작아 0.5-1.5 m³/m²/min의 높은 여과플럭스 (filtration flux)를 보이는 장점을 지닌다 (Chen et al., 1994).

Floating bead filter의 형태는 제거한 고형물을 bead로부터 제거하는 방법에 의해 분류되며 공기주입 방식 (air injection) (Cooley, 1979), 수류분사 방식 (water jetting) (Wimberly, 1990), 기계식 교반 방식 (mechanical agitation) (Chitta, 1993) 등이 있으며 bead filter를 이용하여 고형물을 제거할 경우 역세척 시 소요되는 순환수의 양이 sand filter에 비해 1-5% 밖에 되지 않아 매우 효과적이다.

Floating bead filter는 이와 같은 장점으로 외국의 경우 1970년대 후반부터 연구, 상용화되어 현재에는 많은 양식장에서 이용되고 있으나 국내에는 아직 도입되지 못하였다. 국내의 양식장이 외국에 비해 비교적 사육밀도가 낮고 수처리시스템이 고도화가 되지 못한 현실을 감안하면 고형물과 용존 물질을 동시에 제거할 수 있고 운전이 용이한 floating bead filter는 국내 양식장에 적합한 수처리 시스템으로 생각된다. 본 연구는 고형물과 암모니아를 동시에 제거할 수 있는 floating bead filter를 어류를 사육하는 순환여과식 양어장에 적용하여 부유 고형물과 용존 오염물의 처리 효율을 점검하고자 하였다.

재료 및 방법

순환여과식 양식 시스템

본 연구에 이용한 순환여과식 양식 시스템은 Suh et al. (2001)이 개발한 것이며 어류 사육 및 시스템 관리는 Suh et al. (2002a)과 동일하다. 사육조의 수온은 25°C로 유지하도록 하였으며 장치와 순환수 흐름의 모식도는 Fig. 1과 같다.

본 연구를 위해 수용한 실험어는 열대성 담수어종인 틸라피아 중 국내 내수면의 주요 양식 대상 종인 나일 틸라피아 (*Oreochromis niloticus*)로 부경대학교 양어장에서 사육중인 것을 사용하였다. 사육 밀도는 사육조를 기준으로 5%와 7%로 평균 어체중 571.6 g인 어류 219마리 총 125.2 kg과 평균 어체중 632.4 g인 어류 278마리 총 175.8 kg을 각각 수용하였다.

시스템의 수처리 장치의 안정화를 위해 순환여과식 양식 시스템을 시공한 후 2%의 사육밀도로 나일 틸라피아를 13일간 사육하면서 시스템 내의 회전원판반응기에 미생물의 부착을 유도하였으며, 시스템이 정상상태에 도달할 수 있도록 5%의 사육밀도로 나일 틸라피아를 30일간 사육한 후

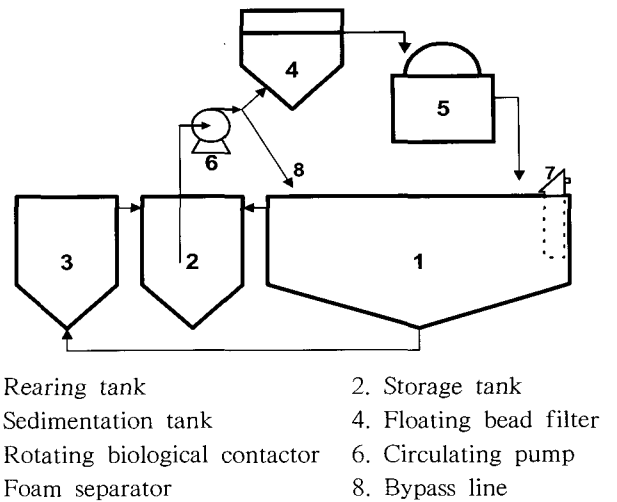


Fig. 1. The schematic diagram of recirculating aquaculture system.

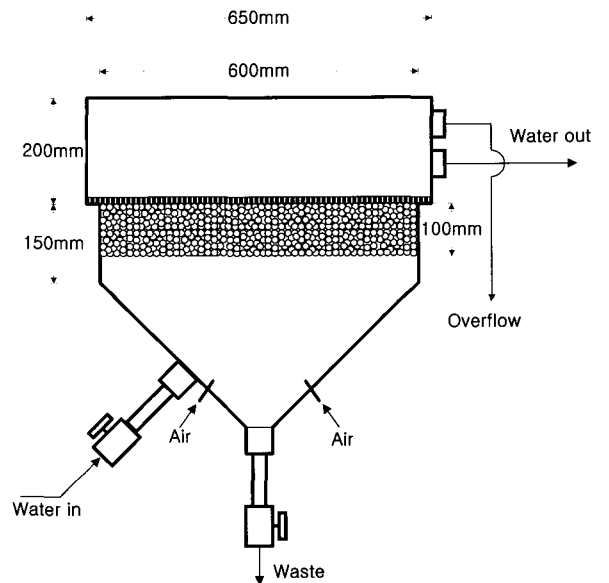


Fig. 2. Floating bead filter for treatment of aquacultural water.

본 연구에 진행하였다.

Floating bead filter

본 연구에서 사용한 floating bead filter는 Fig. 2와 같은 형태를 가진 것으로 미국 Aquatic eco-system Inc.의 floating bead filter (ABF-1)이다. 본 장치의 역세척 방식은 Fig. 2에서 보는 바와 같이 공기주입 방식이며 처리 용량은 4 m³/hr이다. 내부에 충전한 bead는 polyethylene재질로 직경은 3-4 mm의 구형 입자이며, 밀도는 830 kg/m³이다. Bead의 충전 높이는 10 cm로 충전된 bead의 겉보기 부피는

28 L였으며 bead 층 상부에는 bead의 유출을 막기 위한 세망 스크린이 설치되어있다. 세망 스크린 하부의 bead 층을 포함한 장치의 용적은 70 L이다.

장치는 시스템의 저류조와 회전원판 반응기 사이에 위치하였으며 하부로부터 유입된 순환수는 물보다 가벼운 bead층에서 고형물과 순환수가 분리되어 고형물은 filter 내부에 쌓이고 고형물이 제거된 순환수는 상부로 유출된다. 순환수의 공급은 사육밀도 5%의 실험에서는 3.6 m³/hr, 사육밀도 7%의 실험에서는 3.8 m³/hr로 운전하였다.

Filter 내부의 고형물은 역세척을 통해 제거하였다. 역세척은 순환수의 공급을 중단하고 1-2분간 하부에서 공기를 공급, bead를 교반시켜 bead 층 내에 걸러진 고형물을 분리하였다. Bead 층에서 분리된 고형물을 3분간 정지시킨 후 하부의 배출관으로 유출시켰다. 역세척은 사육밀도 5% 실험에서는 매일 10시 1회 행하였으며, 사육밀도 7% 실험에서는 오전 10시와 18시 두 번 행하였다.

수질 분석

시스템의 수질을 측정하기 위해 시스템 점검을 마친 후 약 1시간 경과 후 floating bead filter의 유입수와 유출수를 채취하여 이용하였다. 각 수질항목은 standard method (APHA, 1989)에 따라 암모니아성 질소 (total ammonia nitrogen, TAN)는 선택성 이온 전극법 (9512-BN, Orion co.), 아질산성 질소 (nitrite nitrogen, NO₂⁻-N)와 질산성 질소 (nitrate nitrogen, NO₃⁻-N)는 이온 크로마토그래피법 (DX-120, Dionex co.)을 이용하였다.

총부유물질 (total suspended solid, TSS)은 진공 여과법에 의해 수행하였으며 용존산소 (dissolved oxygen, DO)는 DO-meter (YSI-55, Yellow Springs Instrument)를 이용하여 분석하였다.

결과 및 고찰

부유 고형물의 처리

Floating bead filter의 주기능은 고형물 제거이다. Fig. 3은 floating bead filter에 유입되고 유출되는 총 부유 고형물의 농도 변화를 나타낸 것이며 Fig. 3은 실험 기간에 나타난 floating bead filter의 단면적 기준의 총 부유 고형물의 제거속도와 제거율의 변화를 나타낸 것이다.

Fig. 3에서 보는 바와 같이 유출수의 총부유 고형물의 농도는 유입수에 비해 5%의 사육밀도의 경우 0.4-3.2 g/m³, 사육밀도 7%의 경우에는 0.2-3.6 g/m³ 정도 낮게 나타나는 것으로 나타났다.

총 부유 고형물의 제거속도는 Fig. 4에서 보는 바와 같이 사육밀도 5% 실험의 경우 7.9-149.8 g/m²·day, 사육밀도 7%의 실험에서는 4.6-137.7 g/m²·day의 범위에서 변화하였으며 전반적으로 유입수의 농도가 높을 경우 제거속도도 높게 나타났다. 각 실험에서의 평균 제거속도는 43.0, 39.5 g/m²/day였다.

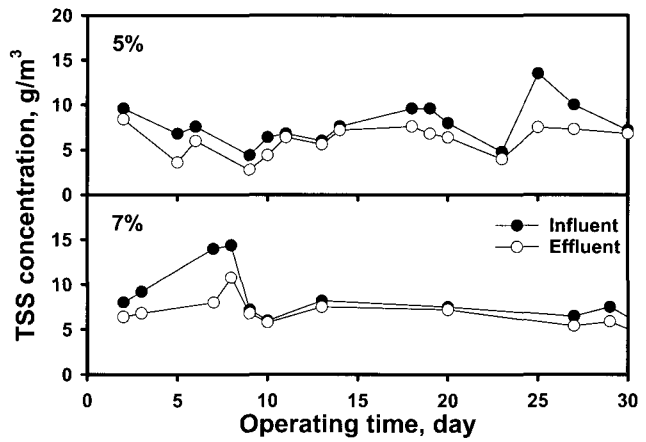


Fig. 3. The variation of total suspended solids concentration during the operating time.

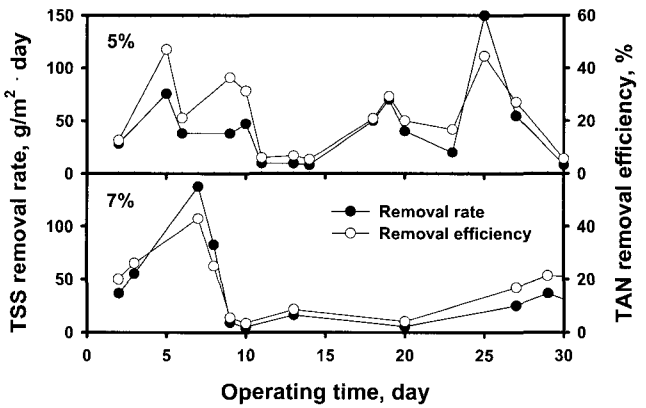


Fig. 4. The variation of total suspended solids removal rate and removal efficiency during the operating time.

Floating bead filter의 총 부유고형물의 평균 제거율은 사육밀도 5%는 22.0%로 나타났으며, 사육밀도 7%의 경우 17.7%의 평균 제거율을 나타내어 5%의 사육밀도에 비해 조금 낮은 값을 나타내었다.

고형물은 어류의 아가미에 직접적으로 충격을 주어 손상시키며 (Stickney, 1979)질병에 대한 저항력을 약화시킬 수 있기 때문에 어류의 생산력에 직접적인 영향을 끼칠 수 있다 (Wickins, 1980). Muir (1982)는 부유성 고형물은 질산화 반응에 사용되는 생물학적 처리장치를 막히게 할 수 있으며, 고형물 부하는 미생물 군의 경쟁에 의해 대부분의 질산화 공정에서 암모니아 제거 속도를 감소시킬 수도 있다고 하였다. 또한 생물학적 여과장치에 유입되어 쌓이게 되면 혐기적 분해가 일어나면 메탄가스나 황화수소 같은 유독성 물질을 발생시켜 어류에 큰 피해를 유발한다.

Floating bead filter에 의한 고형물 제거는 충전된 bead의 공극보다 큰 입자를 직접적으로 걸러내거나, bead 표면에 고형물이 침전되거나, bead 표면에 물리·화학적으로 흡착

되는 현상에 기인한다. 이들 제거기작 중 고형물제거 속도의 증가에 가장 크게 기여하는 것은 직접적으로 걸러내는 현상이다 (Drennan et al., 1995). 또한 고형물 부하의 증가, 입경의 증대, bead 직경의 감소 등은 floating bead filter의 제거속도를 증가시키는 요인이다 (Malone and Beecher, 2000).

본 연구에서 이용한 양식 시스템은 100 μm 이상의 직경을 가지는 입자를 제거하는 침전조를 별도로 가지는 시스템이다 (Suh et al., 2001). 따라서 입경이 큰 고형물은 침전조에서 제거되고 floating bead filter로 유입된 순환수에는 작은 입경의 고형물만이 포함되어 있었을 것으로 생각된다. 또한 전체적인 총 부유 고형물의 농도가 전반적으로 15 g/m^3 이하로 매우 낮은 범위에 속한다. 따라서 장치로 유입된 순환수의 고형물 입경이 작고 전체적인 고형물 부하가 작아 고형물 제거율이 크지 않았을 것으로 생각된다.

그러나, 실제 양식 시스템에 floating bead filter 만을 고형물 제거장치로 선택할 경우 고형물 제거속도와 제거효율은 본 연구에서 보다 더 크게 증가할 것으로 생각되며 안정적인 고형물 제거가 기대된다.

총 암모니아성 질소 처리

암모니아는 양어장 순환수 처리에 있어 가장 문제가 되는 성분으로 어류의 대사작용에 있어 질소 성분의 최종 산물로서 (Jobling, 1994) 수중에서 NH_4^+ 와 NH_3 의 두 가지 형태로 존재한다. 특히 NH_3 는 더 독성이 강하여 대부분의 어류에 대해 0.125 $\text{g NH}_3/\text{m}^3$ 이하의 농도를 권장하고 있다 (Colt and Armstrong, 1981; Meade, 1985). Floating bead filter는 부유 고형물을 제거하는 것이 주목적으로 이용되거나 부가적으로 질산화 반응도 할 수 있다 (Hargrove et al., 1996). Floating bead filter의 질산화 효율을 알아보기 위하여 각 실험의 사육기간에 나타난 floating bead filter의 유입수와 유출수 중의 총 암모니아성 질소 농도 변화를 Fig. 5에 나타내었다.

Fig. 5에서 보는 바와 같이 사육밀도 5%의 실험에서 7일과 25일 경에 총 암모니아성 질소의 유입수 농도가 각각 3.6 g/m^3 , 5.3 g/m^3 까지 상승한 후 감소하였으며 사육밀도 7%의 경우 전반적으로 농도가 사육밀도 5%에 비해 높았으나 최대 농도는 4.2 g/m^3 이었다. 그러나 유입수의 총 암모니아성 질소 농도가 이와 같이 변화하는 것은 bead filter의 처리 효율에 기인하는 것이 아니라 본 시스템의 주 질산화 장치인 회전원판 반응기의 처리 효율의 변화에 기인하는 것으로 생각된다. 실험기간에 나타난 총 암모니아성 질소의 유입수와 유출수의 평균 농도는 사육밀도 5%의 경우 1.63 g/m^3 와 1.46 g/m^3 로 나타났으며 사육밀도 7%에 대한 실험에서는 사육밀도의 증가에 따라 총 암모니아성 질소의 농도가 증가하여 각각 2.87, 2.70 g/m^3 의 평균 농도를 나타내었다.

Fig. 6은 실험 기간에 나타난 총 암모니아성 질소의 bead 체적당 제거속도와 제거율을 나타낸 것이다. 그림에서 보는 바와 같이 사육밀도 5%의 경우 제거속도가 5.6-78.5

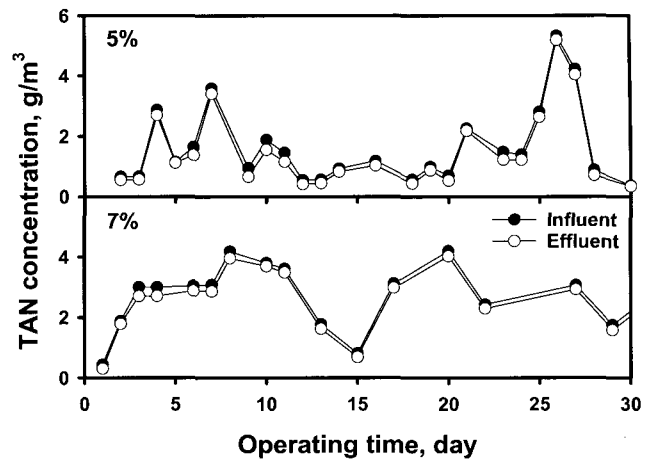


Fig. 5. The variation of total ammonia nitrogen concentration during the operating time.

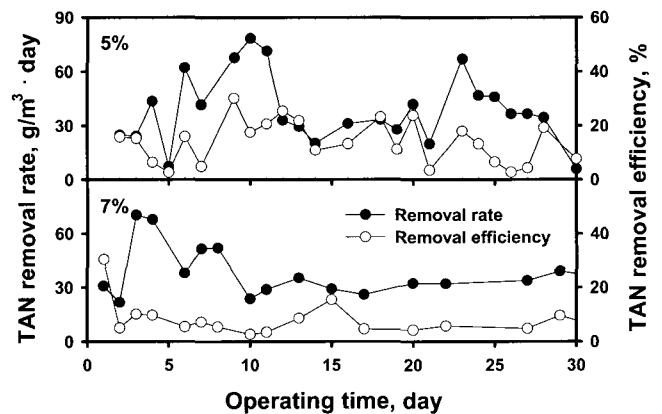


Fig. 6. The variation of total ammonia nitrogen removal rate and removal efficiency during the operating time.

$\text{g}/\text{m}^3\cdot\text{day}$ 의 범위에서 변화하여 38.8 $\text{g}/\text{m}^3\cdot\text{day}$ 정도의 평균 제거 속도를 나타내었다. 사육밀도 7%의 경우 평균 제거속도가 37.8 $\text{g}/\text{m}^3\cdot\text{day}$ 정도로 사육밀도 5%에서의 결과와 거의 유사하였으며 21.8-70.3 $\text{g}/\text{m}^3\cdot\text{day}$ 의 범위에서 변화하였다.

본 연구에서 나타난 총 암모니아성 질소의 제거속도는 delos Reyes and Lawson (1995)이 floating bead filter에서 얻은 50.6 \pm 4.1 $\text{g}/\text{m}^3\cdot\text{day}$ 와 유사하였다. 또한 본 연구에서 병행되어 운전된 회전원판 반응기의 제거속도인 (Suh et al. 2002b) 30-80 $\text{g}/\text{m}^3\cdot\text{day}$ 와 유사하게 나타났다. 이것으로 보아 floating bead filter도 암모니아 처리장치로 충분히 이용될 수 있을 것으로 생각된다.

총 암모니아성 질소의 제거율은 Fig. 6에서 보는 바와 같이 총 암모니아성 질소의 농도의 변화에 따라 다양한 형태로 나타났다. 각 실험에서 나타난 평균 제거율은 사육밀도 5%의 경우 13.9%였으며 사육밀도 7%의 경우 8.7%로 나타나 5%의 사육밀도에서 더 높은 제거율을 나타내었다.

5%의 낮은 사육 밀도에서 7%보다 높은 제거율을 보이는 것은 두 실험에서의 제거속도가 거의 유사한 반면 유입 농도는 5%의 실험에서 더 낮았기 때문이다.

아질산성 질소 처리

아질산성 질소는 저농도에서도 어류에 독성을 미치므로 어류사육에 있어서 중요한 수질 인자 중의 하나이다 (EPA, 1976). Fig. 7은 실험 기간 중에 나타난 floating bead filter로 유입되는 아질산성 질소의 농도와 유출되는 농도를 나타낸 것이다. Fig. 7에서 보는 바와 같이 반응기내 체류시간이 짧고, 아질산성 질소가 질산화 과정의 중간체임으로 인해 유입수와 유출수의 농도 변화는 그리 크지 않은 것으로 나타났다. 또한 사육밀도 5% 실험의 경우에는 유입수의 아질산성 농도에 비해 유출수의 아질산성 질소의 농도가 더 높게 나타나는 경향을 보였다.

아질산성 질소는 질산화 과정에 있어 암모니아가 질산성 질소로 전화되는 중간체 산화물로서 *Nitrobacter* sp.에 의해 생성되고 *Nitrosomonas* sp.에 의해 질산성 질소로 완전히 산화된다 (Sharma and Ahlert, 1977). 사육밀도 5% 실험의 경우에는 유입수의 아질산성 농도에 비해 유출수의 아질산성 질소의 농도가 더 높게 나타나는 것은 bead 표면의 생물막을 구성하는 미생물 중 *Nitrosomonas* sp.의 활성이 완전하지 않기 때문으로 사료된다.

Fig. 8은 각 실험 기간에 나타난 bead 체적기준 아질산성 질소의 제거속도와 1회 통과시 나타난 제거율을 나타낸 것이다. 그림에서 보는 바와 같이 사육밀도 5% 실험에서는 제거속도와 제거율이 주로 0보다 작은 값을 나타내었으며 사육밀도 7% 실험에서는 0보다 큰 값을 보였으나 아질산성 질소가 질산화 과정의 중간체로서 그 농도가 그리 높지 않아 제거속도의 절대값은 총 암모니아 제거속도에 비해 상당히 작은 것으로 나타났다.

각 실험에서 나타난 아질산성 질소의 평균 제거속도와 제거율은 사육밀도 5%에서는 $-4.3 \text{ g/m}^3 \cdot \text{day}$, -1.54% , 사육

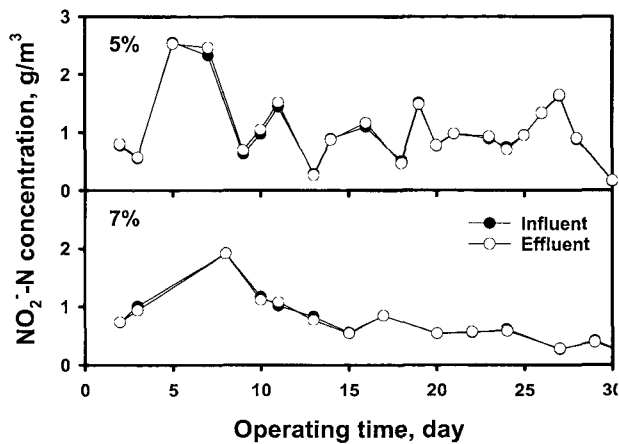


Fig. 7. The variation of nitrite nitrogen concentration during the operating time.

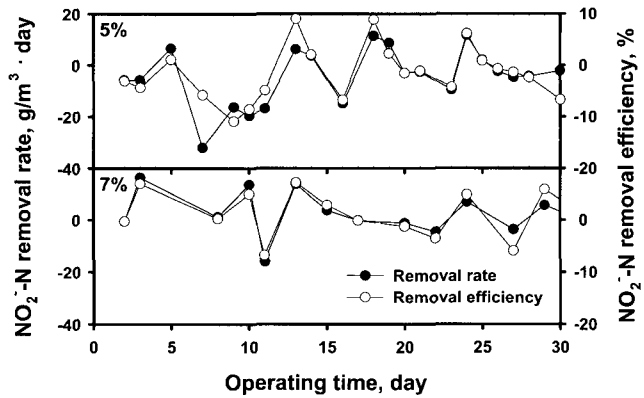


Fig. 8. The variation of nitrite nitrogen removal rate and removal efficiency during the operating time.

밀도 7%에서는 $2.59 \text{ g/m}^3 \cdot \text{day}$, 1.25% 였다.

질산성 질소 처리

Fig. 9는 질산성 질소의 유입수와 유출수의 농도 변화를 나타낸 것이다. 그림에서 보는 바와 같이 질산성 질소는 실험 초기부터 시간이 경과함에 따라 선형적으로 증가하다가 10일이 경과하면서부터 거의 일정한 농도 범위를 나타내었다.

Fig. 9에서 보는 바와 같이 사육밀도 5%에서는 전반적으로 유출수의 농도가 유입수 보다 높게 나타났으며 사육밀도 7%에서는 유출수의 농도가 유입수 보다 낮게 나타나는 경우가 더 많았다. 그러나 농도차는 질산성 질소의 전체 농도에 비해 그리 크지는 않았다.

Fig. 10은 각 실험의 사육기간에 나타난 질산성 질소의 제거속도와 제거율을 나타낸 것이다. Fig. 8에서 사육초기에 유입수와 유출수의 질산성 질소 농도가 변화가 없으므로 인해 제거율은 거의 0에 가까운 값을 나타내었으며 사육밀도 5%에서는 평균 -0.6% , 사육밀도 7%에서는 평균 1.0% 의 제거율을 보였다.

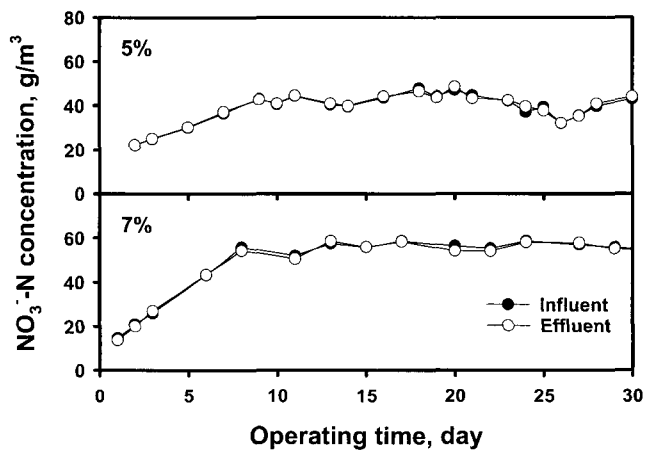


Fig. 9. The variation of nitrate nitrogen concentration during the operating time.

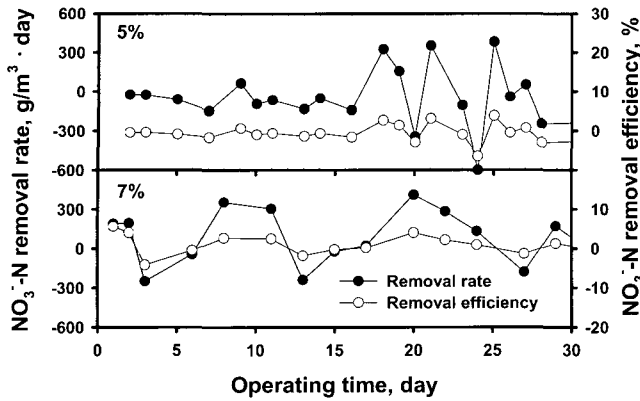


Fig. 10. The variation of nitrate nitrogen removal rate and removal efficiency during the operating time.

두 실험에서 나타난 질산성 질소의 평균 제거속도는 사육밀도 5%의 경우 $-47.8 \text{ g/m}^3 \cdot \text{day}$, 사육밀도 7%에서는 $88.5 \text{ g/m}^3 \cdot \text{day}$ 로 나타났다. 사육밀도 7%에서 제거속도가 0보다 큰 것은 floating bead filter 내부에서 탈질 반응이 일부 수행되고 있음을 나타내는 것으로 생각된다. 이러한 탈질 반응은 사육밀도가 증가함에 따라 고형물 부하가 증가하고 이에 따라 역세척시 고형물이 완전히 제거되지 않고 filter 내부에 장기간 존재하여 혐기적 부분이 생성되어 나타나는 것으로 생각된다.

용존산소의 변화

어류에 쾌적한 환경을 조성하기 위해서는 기본적으로 호흡에 필요한 충분한 용존산소가 수중에 녹아있어야 한다. 또한 질산화 반응은 암모니아성 질소 1g당 4.18g의 용존산소가 필요하고 (Sharma and Ahlert, 1977) 유기물 제거 기작도 호기성 미생물에 의한 산화과정이므로 용존산소의 원활한 공급은 매우 중요하다. 그러나 본 연구에서 사용한 floating bead filter는 별도의 용존산소를 공급하지 않는 비폭기 장치로서 유입수에 동반되어 공급되는 용존산소량이 반응기에서 제거될 수 있는 암모니아의 제거에 한계요인으로 작용할 수 있다.

Floating bead filter에 공급되는 용존산소가 질산화 반응이나 유기물 제거의 한계요인인지를 알아보기 위하여 유입수와 유출수의 용존산소 농도 변화를 측정하여 Fig. 11에 나타내었다. 그림에서 보는 바와 같이 전반적으로 유입수의 용존산소 농도에 비해 유출수의 용존산소 농도가 1-1.5 g/m^3 정도 감소하는 것으로 나타났다. 그러나 유출수의 용존산소 농도가 2-4 g/m^3 의 범위를 나타내는 것으로 보아 공급되는 용존산소량이 질산화 반응이나 유기물 제거에 대한 한계요인으로 작용하지는 않는 것으로 사료되었다.

Fig. 12는 실험 기간 중에 나타난 floating bead filter의 한 실제 용존산소 소모속도의 변화와 질산화시 소모되는 용존산소 소모속도를 총 암모니아 제거속도에 의해 구해진

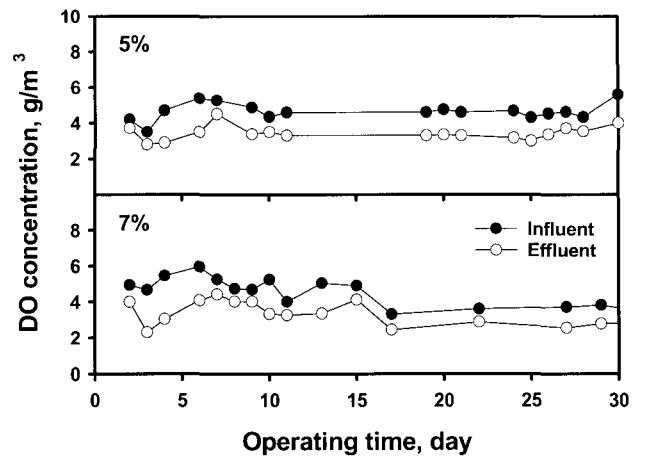


Fig. 11. The variation of dissolved oxygen concentration during the operating time.

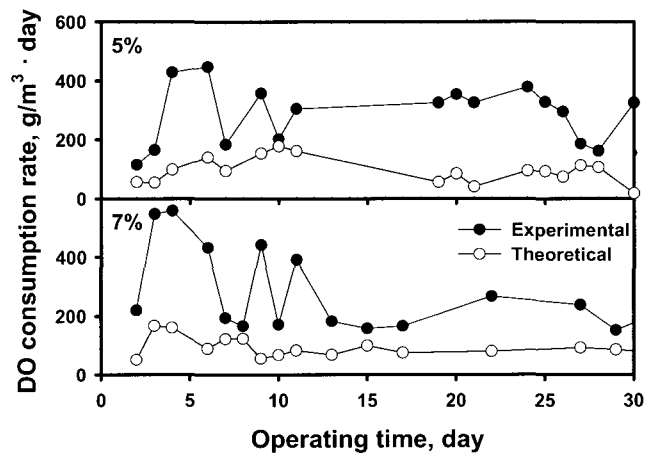


Fig. 12. The variation of oxygen consumption rate by bead filter and theoretical oxygen consumption rate by nitrification during the operating time.

암모니아성 질소 제거를 위한 이론적인 용존산소 소모속도를 도시한 것이다. 그림에서 보는바와 같이 실제 용존산소 소모속도 보다 암모니아 제거를 위한 용존산소 소모속도 보다 전반적으로 높게 나타났다. delos Reyes and Lawson (1995)은 이러한 현상이 floating bead filter 내부에서 질산화 반응만 진행되는 것이 아니라 유기물의 생물학적 분해와 같은 산소 소모반응이 동시에 수행되기 때문이며 이를 방지하기 위해서는 역세척을 자주 해주어야 한다고 하였다.

참고 문헌

APHA. 1989. Standard methods for the examination of water and wastewater. 18th ed. American Public Health Association. 1532 pp.
 Chen, S., D. Stechey and R.F. Malone. 1994. Suspended solids control in recirculating aquaculture system, In: Aquaculture Water Reuse System: Engineering design

- and management, M.B. Timmons and T.M. Losordo, ed. Elsevier, Amsterdam. pp. 61-100.
- Chitta, B.S. 1993. Effects of back wash frequency on nitrification in plastic bead media biofilters used in recirculating finfish culture systems. M.S. Thesis, Louisiana State University, Baton Rouge, Louisiana. 36 pp.
- Colt, J. and D.A. Armstrong. 1981. Nitrogen toxicity to crustaceans, fish and mollusks. Bio-Engineering Symposium for Fish Culture (FCS Publ. 1), pp. 34-47.
- Cooley, P.E. 1979. Nitrification of fish-hatchery reuse water utilizing low-density polyethylene beads as a fixed film media type. M.S. Thesis, University of Idaho, Moscow, IA. 38 pp.
- Drennan II, D.G., W. Golz, H. Ahmed and R.F. Malone. 1995. Clarification abilities of floating bead filter used in recirculating aquaculture system. In: Aquacultural Engineering and Waste Management, pp. 256-265.
- delos Reyes, A.A. and T.B. Lawson. 1996. Combination of a bead filter and rotating biological contactor in a recirculating fish culture system. Aquacult. Engineer., 15(1), 27-39.
- Environmental Protection Agency. 1976. Quality criteria for water. Washington D.C. 357 pp.
- Hargrove, L.L., P.W. Westerman and T.M. Losordo. 1996. Nitrification in three-stage and single-stage floating bead filters in laboratory-scale recirculating aquaculture system. Aquacult. Engineer, 15(1), 67-80.
- Jobling, H.H. 1994. Fish Bioenergetics. Chapman and Hall, London. 120 pp.
- Meade, J.W. 1985. Allowable ammonia for fish culture. Prog. Fish-Cult., 47, 135-148.
- Malone, R.F. and L.E. Beecher. 2000. Use of floating bead filters to recondition recirculating waters in warmwater aquaculture production systems. Aquacult. Engineer., 22(1), 57-73.
- Muir, J.F. 1982. Recirculated system in aquaculture. J.F. Muir and R.J. Reberts, ed. In: Recent Advances in Aquaculture. Vol. 1. Croom Helm and Westview Press, London, 453 pp.
- Sharma B. and R.C. Ahlert. 1977. Nitrification and nitrogen removal. Water Res., 11, 897-925.
- Simon, J.C. and A. Bergheim. 2000. Solids management and removal for intensive land-based aquaculture production systems, Aquacult. Engineer., 22(1), 33-56.
- Stickney, R.R. 1979. Seawater Aquariums, the Captive Environment, Wiley Interscience, New York, 375 pp.
- Suh, K.H., B.J. Kim and I.G. Jeon. 2001. Design and development of integrated recirculating aquaculture system. J. Korean Fish. Soc., 34(1), 70-76 (in Korean).
- Suh, K.H., B.J. Kim and J.Y. Jo. 2002a. Culture of Nile tilapia (*Oreochromis niloticus*) in recirculating Aquaculture System. J. Korean Fish. Soc., 35(1), 27-34 (in Korean).
- Suh, K.H., B.J. Kim, J.H. Lee, Y.H. Kim, S.H. Lee, S.K. Kim and J.Y. Jo. 2002b. Water treatment and oxygen transfer by rotating biological contactor in pilot-scale recirculating aquaculture system. J. Kor. Fish. Soc., 35(5), 469-475. (in Korean).
- Timmons, M.B. 1994. System carrying capacity and flow estimation, In: Aquaculture Water Reuse System: Engineering design and management. M.B. Timmons and T.M. Losordo, ed. Elsevier, Amsterdam. 4 pp.
- Wheaton, F.W. 1977. Aquacultural Engineering. New York, Wiley-Interscience. 467 pp.
- Wickins, J.F. 1980. Water quality requirements for intensive aquaculture: A Review, Symposium on New Developments in the Utilization of Heated Effluents and Recirculation Systems or Intensive Aquaculture. EIFAC, 11th Session, Stavanger, Norway, 28-30 May.
- Wimberly, D.M. 1990. Development and evaluation of a low-density media biofiltration unit for use in recirculating finfish culture systems. M.S. Thesis, Louisiana State University, Baton Rouge, Louisiana. 83 pp.

2002년 11월 15일 접수
2003년 4월 12일 수리